东北平原典型玉米种植区农业景观植物多样性研究——以昌图县为例

边振兴；李晓璐；于淼

(沈阳农业大学土地与环境学院　沈阳　110161)

摘　要：非耕作生境是农业景观中的重要组成部分，为生物提供食物和栖息地，对生物多样性保护具有重要意义。本文以辽宁省昌图县为例，利用 GIS 技术将全县划分为 4572 个 1km×1km 网格，并分析各网格内农田景观中非耕作生境类型、数量和面积比例，从中选取 20 个非耕作生境比例为 0~50%的网格作为植物群落调查区域，并采用典型样地法对调查区域内的农业景观中林地、田间路、草地、沟渠、果园 5 类主要非耕作生境中的植物群落进行调查，探讨不同非耕作生境类型和比例中植物多样性及其与景观异质性之间的关系。结果表明：随着非耕作生境比例增加，植物物种多样性和均匀度先增加后减小，在20%~30%时达到峰值；非耕作生境比例0-40%时，物种丰富度先增加后减小，在20%~30%时达到峰值，非耕作生境比例高于 40%时，景观斑块复杂程度和主要景观的优势度均出现较大差异，物种丰富度再次增加且高于在 20%~30%时的值。不同生境中重要值最高的均为禾本科植物，但其植物种不同；优势种优势度为果园＞沟渠＞草地＞田间路＞林地。果园、草地和沟渠中物种多样性和均匀度指数显著高于林地和田间路，丰富度指数为草地＞林地＞沟渠＞果园＞田间路，且草地、果园和田间路的不同调查区域间植物群落指数存在较大的变异性。草地、果园、沟渠、田间路和林地中景观异质性与物种多样性相关性顺次降低。研究表明，东北平原典型玉米种植区农业景观中，最适非耕作生境比例为 20%~30%；非耕作生境中林地、沟渠对物种多样性维持、湿生植物多样性保护具有积极作用；不同生境中干扰类型和方式不同，景观异质性与植物物种多样性相关性程度不同。未来区内农业景观生物多样性保护研究中应该综合非耕作生境类型和比例、干扰类型和方式等多种影响因素对生物多样性、生态服务及农业产量的影响。

关键词：典型玉米种植区；农业景观；非耕作生境，景观异质性；植物多样性；东北平原

Plant species diversity of non-cropped habitats in typical maize planting areas in the Northeast China Plain agro-landscape*-A case of Changtu County

Bian Zhenxing, Li Xiaolu, Yu Miao**

(College of Land and Environment, Shenyang Agriculture University, Shenyang 110161, China)

Abstract: Sustainable and resilient agricultural ecosystems are needed to feed and fuel a growing human population. Non-cropped habitats within agricultural landscape are indispensable, which are of vital importance for preserving biodiversity in agro-ecosystems because they provide food and habitat for organisms. Thus this paper analyzed plant diversity and the relationship between plant diversity and landscape heterogeneity in different types and proportions of non-cropped habitats in Changtu County, Liaoning Province. Firstly, the Changtu County was divided into 4572 1km×1km grids and the type, patch number and area proportion of non-cropped habitats within agricultural landscape were analyzed in GIS. Secondly, a total of 20 grids with the area proportion of non-cropped habitats amongst 0~50% from 4572 grids were selected as the investigation area of plant communities. Thirdly, within 20 investigation areas, the vegetation in non-cropped habitats was investigated by using the Braun-Blanquet method. The surveyed habitats were mainly planted woodland, grassland, ditch, orchard, and field roads. The results showed that species diversity and evenness gradually increased initially and decreased finally with increasing area proportion of non-cropped habitats. The peak of species diversity and evenness was at the area proportion of non-cropped habitats amongst 20%~30%. Species richness, which reached the peak at the proportion of non-cropped habitats area amongst 20%~30%, gradually increased initially and then decreased at the area proportion of non-cropped habitats amongst 0~40%, however, finally increased at the area proportion of non-cropped habitats amongst 40~50%. When the area proportion of non-cropped habitats was above 40%, species richness reached the maximum and complication of landscape patches and dominance index of the main landscape showed larger differences. The highest species importance value in different habitats was *Gramineae* plants, but their *Spcies* are different. The superiority of the dominant species was orchard＞ditch＞grassland＞field road＞woodland. Species diversity and evenness in orchard, grassland, and ditch were significantly higher than in woodland and field road. Species richness was grassland＞woodland＞ditch＞orchard＞road land. Plant community diversity between different investigation areas in orchard, grassland and ditch had obvious variation. The correlation between landscape heterogeneity and species diversity decreased in the following order: grassland, orchard, ditch, field road, woodland. Based on the results of this study, we believe that the optimum area proportion of non-cropped habitats is 20%~30%

within agricultural landscape habitats in typical maize planting areas in the Northeast China Plain. The woodland and ditch in non-cropped habitats have a positive effect on species diversity maintenance and hygrophytes conservation. The different disturbance types and ways in different habitats may result in different correlation coefficients between landscape heterogeneity and plant species diversity. In the future, we should concentrate on comprehensive analysis of the influencing factors, such as type and area proportion of non-cropped habitats and disturbance types and ways, which influence biodiversity, ecosystem services and agricultural production.

Keywords: Typical maize planting areas; Agricultural landscape; Non-cropped habitats; Landscape heterogeneity; Plant species diversity; Northeast China Plain

农业景观是由集约化农用地和非耕作生境组成的景观镶嵌体[1]。生物多样性是人类赖以生存的物质基础[2]，它决定着景观生态系统的稳定性和复杂性[3]；景观异质性是生物多样性的前提，同时也是生态系统生物共生的基础[3]。随着农业集约化进程的持续推进，土地利用方式不断多样化，造成农业景观的物质流和能量流的变化，其结构和功能的单一，生态系统功能和服务的严重缺失，进而导致生物群落多样性严重下降[4-8]。而农业景观生态系统的持续发展离不开生物多样性早已成为共识[9-10]。农业景观中相当多非耕作生物与农业目标生物相伴而生，它们的生存离不开农业景观所提供的食物和栖息地[11-12]。农田景观中非耕作生物的多样性通过天敌、传粉者等的生物控制、作物授粉等生态系统服务直接影响农田内作物的产量，是农业景观可持续发展的基础，对维持区域乃至全球的可持续发展具有重要意义[2]。因此，农业景观中非耕作生境和异质性的存在与维持对生物多样性保护具有重要作用[13-15]。欧盟和美国早已将增加景观异质性和非耕作生境构建，从而提高农业景观中生物多样性列入其农业环境保护的重要内容中[16-17]。在保障粮食供给以满足日益增长的人口需求的背景下，如何权衡农业用地、农业生产实践与保护生物多样性及其提供的生态系统服务已成为人类面临的最严峻挑战[18-21]，且已有研究[22-23]证实可以实现这种双赢的局面。国内的许多研究者从景观、局地和田块等不同水平[24-26]对农业景观中的生物多样性和生态系统服务等开展了大量研究，但生物类群以动物为主，受“杂草”名称和对农产品产量追求等诸多负面的影响，农业景观生态系统中非耕作生境植物多样性的保护及其分布格局、生态过程和生态效应的研究尚未得到足够的关注[27]。而农业景观中非耕作生境中的植物在整个农业景观生态系统服务发挥和可持续发展中具有极其重要的生态作用。

东北平原面积达35万km^2，是我国面积最大的平原，耕地面积约0.20亿hm^2，其中玉米种植面积约0.15亿hm^2，占耕地面积的76.67%，同时也是粮食主产区和重要的商品粮区，玉米产量占全国总产量的30%左右[28]。随着农业机械的发展，在东北平原区已实现玉米的规模化种植，而农业景观是区内的主体景观类型，这种规模化种植方式会导致景观均质化，从而使生物多样性降低，同时区内人类活动强度和频率的增加显著影响了景观结构，使得农业景观中的生物多样性和生态系统服务也受到严重影响。目前鲜少有关于区内农业景观中生物多样性的研究[29-30]，尤其是对植物多样性的研究。区内农业景观中最适宜的非耕作生境比例和较为稳定的生境类型，以及不同生境类型生物物种优势度差异、生物多样性及其与景观异质性之间的关系等都有待研究，同时这些问题的研究也是探讨区域农业用地、生物多样性保护和生态系统服务维持的前提和基础[31]。为此本研究以辽宁省昌图县为例对东北平原典型玉米种植区农业景观中植物多样性进行调查，探讨区内不同非耕作比例和生境类型植物物种多样性及不同生境类型植物多样性与景观异质性之间的关系，为今后农业景观中动物多样性研究提供理论基础，也为未来区域可持续农业景观构建提供数据支撑。

1　研究区概况

研究区位于辽宁省铁岭市昌图县，主要河流有辽河、招苏台河等，主要作物为玉米，是东北平原典型的玉米种植区之一，也是全国著名农业大县、重点商品粮生产基地。地理位置为北纬 42°33′~43°29′N，东经123°32′~124°26′E之间，总面积4 317 km^2，耕地面积2 666.67 km^2，其中玉米种植面积为1 500 km^2，占县域面积的34.75%，占耕地面积的56.25%。区内地势由东部低山丘陵向西部辽河平原过渡，主要土壤类型为棕壤、黑土、草甸土和风砂土，属于中温带亚湿润大陆性季风气候，年平均降雨量约600 mm，年均温6~7℃。区内以旱作农业景观为主，农田是最主要的景观类型，居民点景观类型广泛散落在区域内，大小不一，林地景观多呈斑块状散布在农田和居民点周边，以人工种植的杨树林为主(图 2) 。

2 研究方法

2.1 样地设置和数据的收集

在研究区卫星影像和 2011 年土地利用现状图的基础上，运用 1 km×1 km 网格将研究区进行划分，并按照不同非耕作生境比例在研究区内选择了 20 个网格作为植物多样性调查区域(图 1)。采用法瑞学派的典型样地法对各调查区域内主要非耕作生境(草地、沟渠、果园、林地和田间路等) 的植物群落进行调查，记录样方内植物的物种名、多优度、群集度和各样方的地理坐标等。

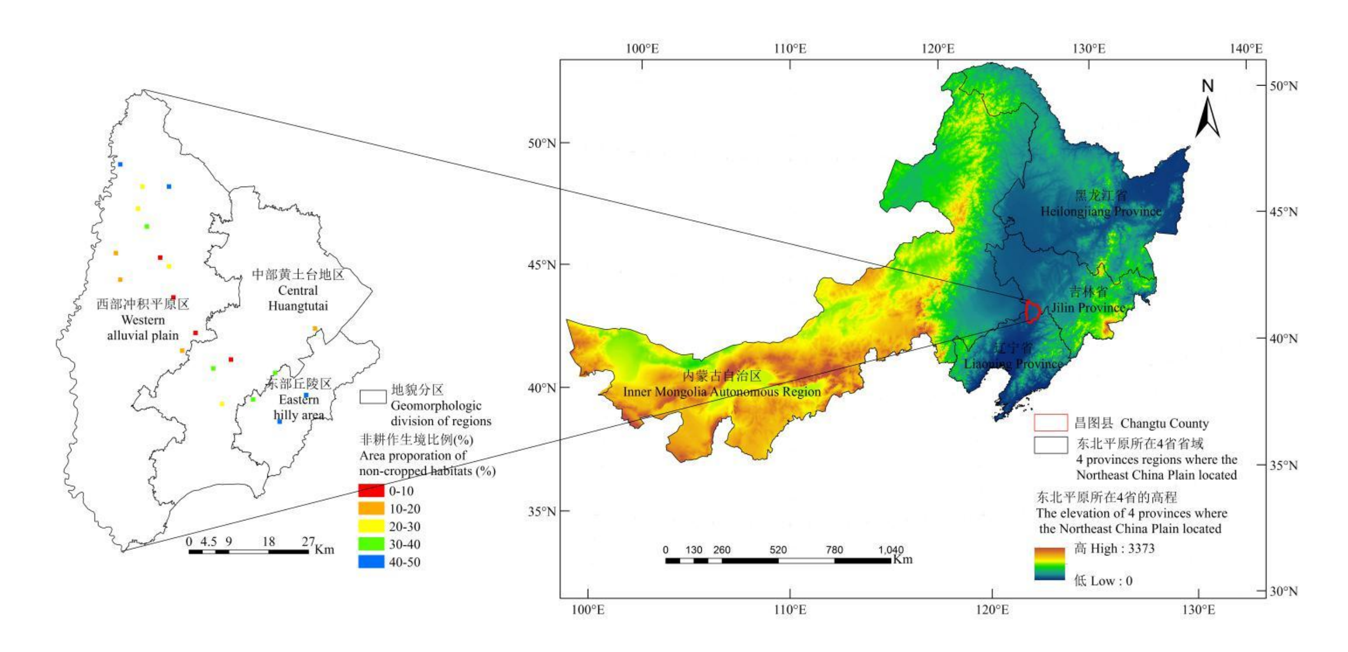


图 1　研究区内 20 个不同非耕作生境比例的植物群落调查区域的分布

Fig. 1　Distribution of 20 investigation areas of plant communities with different area proportion of non-cropped habitats

野外植物多样性调查在 2017 年进行，其中共选择植物多样性调查区域 20 个(图 1)，每个调查区域选择 2 个主要的非耕作生境类型进行样方布设，每个非耕作生境类型设置 3 个样方(图 2)，整个研究区共设置调查样方 120 个(其中草地 15 个，沟渠 12 个，果园 9 个，林地 51 个，田间路 33 个) 。经调查发现，天然林均为单一的樟子松(*Pinus sylvestris var. mongolica Litv*) 林，人工林绝大多数均为单一的白杨(*Populus tomentosa Carr*) 林，且 20 个调查区域内各生境中几乎不存在灌木层，因此本研究和数据分析中均选取草本层数据。

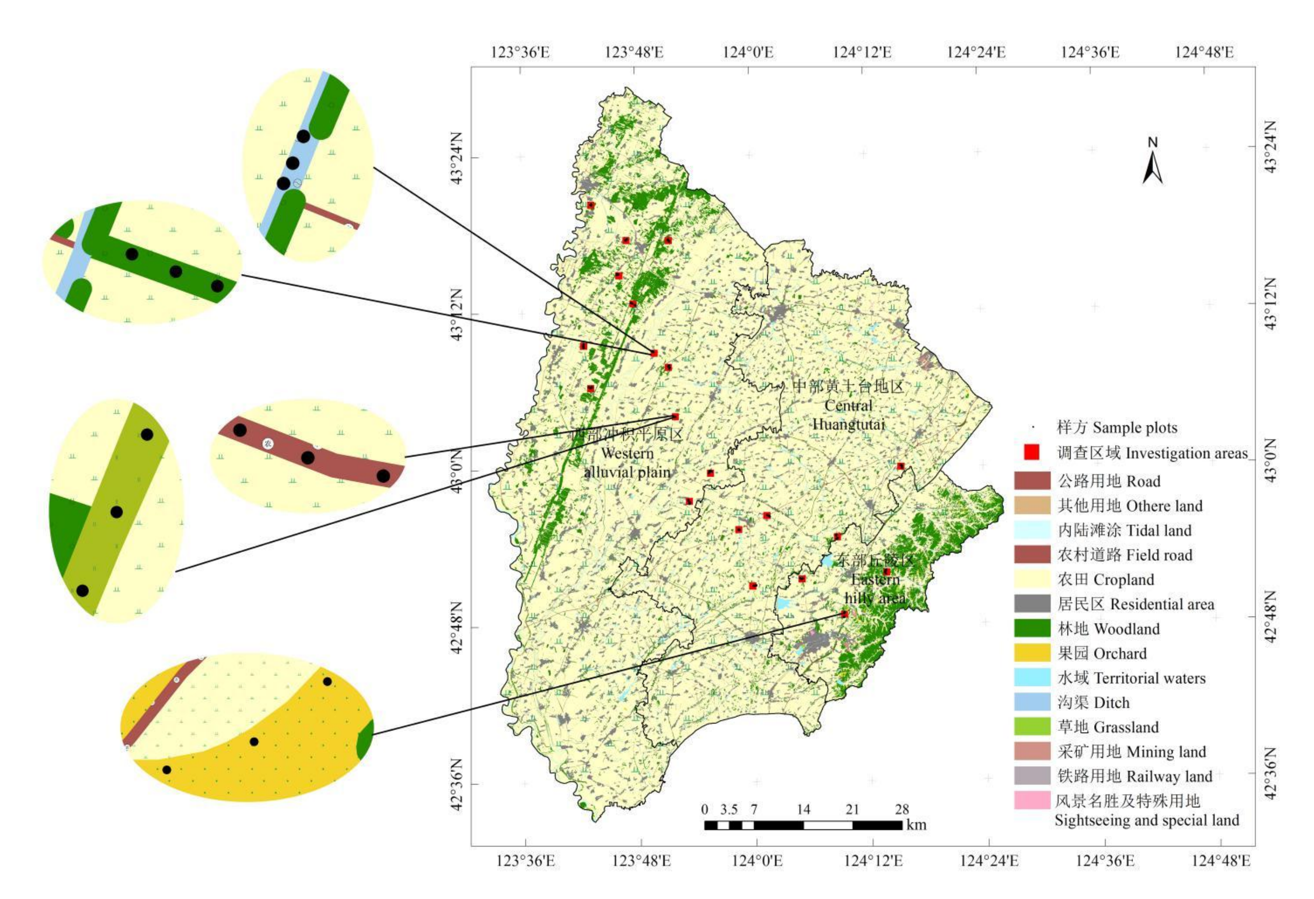


图 2　研究区景观类型和不同类型的非耕作生境中样方布设示意图

Fig. 2　Landscape classification map and the schematic diagram of sample plots distribution in different non-cropped habitats

2.2　数据处理和指标选择

2.2.1　植物物种鉴别与群落指数

采用人工鉴别法[32]，通过查阅植物志、植物学、植物图鉴等[33-37]文献中的植物分类检索表、计算机植物检索数据库，并结合实地拍摄的植物根、茎、叶、花和果实等主要器官的照片对所采集的植物样株进行鉴别，鉴别层次为植物科(*Familia*) 、属(*Genus*) 和种(*Species*) 。最终确定出 120 个样方中草本植物的科(*Familia*) 、属(*Genus*) 、种(*Species*) 和数量，并计算出 5 种生境中各物种的重要值和植物多样性特征指数。

1)物种多样性指数

选取 Shannon-Wiener 指数为指标进行分析[38]，计算公式为:

$$H^{'}=-\sum_{i=1}^{S}P_i\ln P_i$$

式中，$H^{'}$ 为 Shannon-Wiener 指数；S 为样方内物种数；P_i 为物种 i 在群落中的重要性，即物种 i 的多优度与总多优度和的比值。

2)物种丰富度指数

选取 Margalet 丰富度指数进行分析，计算公式为:

$$R=\left(S-1\right)/\ln N$$

式中，R 为 Margalet 丰富度指数；S 为样方内物种数，N 为样方内所有物种的个体总数。

3)物种均匀度指数

选取 Pielow 均匀度指数为指标进行分析，计算公式为:

$$E = H^{'} / \ln S$$

式中，E 为 Pielow 均匀度指数；$H^{'}$ 为 Shannon-Wiener 指数；S 为样方内物种数。

4)Beta 多样性指数

选取 Whittaker Beta 多样性指数来反映生境中群落组成变化的幅度和分化程度[39]，计算公式:

$$\beta = \gamma / (\alpha - 1)$$

式中，β 为Whittaker Beta多样性指数；γ 为某取样生境中的总物种数，α 为某生境类型所有取样点物种数的平均值。

2.2.2 景观异质性指数

根据邬建国等[40-42]的研究选取了景观水平上的景观异质性表征指数：蔓延度指数(*CONTAG*) 、香浓多样性指数(*SHDI*) 和香浓均匀度指数(*SHEI*) 。

1)蔓延度指数(Contagion Index, *CONTAG*)

$$CONTAG = \left[1 + \frac{\sum_{i=1}^{m}\sum_{k=1}^{m}\left[(p_i)\left[\frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^{m} g_{ik}} \right] \right] \left[\ln(p_i) \right] \left[\frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^{m} g_{ik}} \right]}{2\ln(m)} \right] (100)$$

式中，p_i 为第 i 类景观斑块所占总面积的比例，m 为景观类型总数量。g_{ik} 为随机两个相邻栅格单元属于类型 i 和类型 k 的概率。

2)香浓多样性指数(Shannon’s Diversity Index, *SHDI*)

$$SHDI = -\sum_{i=1}^{m} (p_i . \ln p_i)$$

式中 p_i 为第 i 类景观所占总面积的比例，m 为景观中各种景观类型总数。

3)香浓均匀度指数(Shannon’s Evenness Index , *SHEI*)

$$SHEI = \frac{-\sum_{i=1}^{m} (p_i \ln p_i)}{\ln m}$$

式中，p_i 为第 i 种类型景观占总面积的比例，m 为出现景观类型的总数量。

2.2.3 统计分析方法

借助于 Fragstats 4.2 分别提取植物多样性调查区域所在的 20 个 1 km×1 km 网格的 3 种景观异质性指数，并运用办公软件 office 2007 处理计算野外调查得到的所有数据。结果分析选择单因素方差分析方法和相关性分析方法，并运用 SPSS 16.0 完成，所有结果分析图均采用 Excel 和 Origin 8.0 绘制完成。其中，按非耕作生境比例统计时，将同一比例区间内的不同类型生境中植物群落指数作为一个样本数据处理；按非耕作生境类型统计时，将同一类型生境中不同非耕作生境比例的植物群落指数作为一个样本数据处理。

3　结果与分析

3.1　不同非耕作生境比例区间内景观异质性分析

从不同植物群落调查区域来看，景观异质性与景观内非耕作生境比例具有显著相关性(表 1) 。随着植物群落调查区域内非耕作生境比例的增加，景观香浓多样性和香浓均匀度指数增加，景观斑块形状复杂程度逐渐增加；蔓延度恰好相反(表 1) 。表明非耕作生境比例越低，各景观类型所占面积的比例差异越大，则出现少数几种景观占优势现象的可能性越大。非耕作生境比例 0~10%和 40%~50%的植物群落调查区域之间景观斑块复杂程度和主要景观优势度差异较大，且与其他比例的植物群落调查区域之间存在显著性差异(表 1) 。

表 1　20 个植物群落调查区域的景观异质性指数

Table 1　Landscape heterogeneity index in 20 investigation areas of plant communities

调查区域编号 Investigation areas number	20 个调查区域非耕作生境比例和景观异质性指数 Area proportion of non-cropped habitats and landscape heterogeneity index in 20 investigation areas				不同非耕作生境比例区间内景观异质性指数 Landscape heterogeneity index in different non-cropped habitats proportional scales			
	非耕作生境比例 Non-cropped habitats proportion(%)	景观异质性指数 Landscape heterogeneity index			非耕作生境比例区间 Non-cropped habitats proportional scales(%)	景观异质性指数 Landscape heterogeneity index		
		CONTAG	*SHDI*	*SHEI*		*CONTAG*	*SHDI*	*SHEI*
1	9.33	71.12	1.12	0.47	0-10	73.81±3.54a	0.81±0.17b	0.419±0.06b
2	8.88	73.73	0.68	0.42				
3	7.13	83.53	0.39	0.24				
4	7.55	66.86	1.05	0.54				
5	14.47	69.16	1.03	0.49	10-20	71.04±1.90ab	0.89±0.07b	0.45±0.04b
6	12.33	67.10	1.01	0.52				
7	10.80	72.07	0.74	0.42				
8	11.31	75.84	0.79	0.36				
9	25.58	69.73	1.14	0.48	20-30	66.85±2.84ab	1.05±0.08ab	0.52±0.05ab
10	21.33	69.44	1.06	0.48				
11	20.26	69.89	0.82	0.46				
12	23.51	58.33	1.20	0.67				
13	33.80	72.64	1.04	0.45	30-40	65.70±2.59ab	1.20±0.18ab	0.57±0.05ab
14	30.98	61.50	1.69	0.68				
15	36.35	66.69	0.87	0.54				
16	36.18	61.97	1.18	0.61				
17	42.53	66.32	1.16	0.56	40-50	63.17±2.29b	1.36±0.15a	0.60±0.03a
18	40.43	67.42	1.13	0.54				
19	40.07	57.35	1.77	0.69				
20	41.72	61.41	1.37	0.63				

CONTAG 代表景观蔓延度, *SHDI* 代表景观多样性, *SHEI* 代表景观均匀度。*CONTAG* indicate landscape contagion metrics, *SHDI* indicate landscape Shannon's diversity index, *SHEI* indicate landscape Simpson's evenness index.

3.2　不同类型的非耕作生境内植物群落优势种优势度

农业景观内不同类型的非耕作生境中草本层植物调查数据的统计结果发现，研究区内农业景观中非耕

作生境中共有 129 种(*Species*) 植物，分属于 35 科(*Familia*)92 属(*Genus*)；其中菊科(*Asteraceae*)有 33 种(*Species*)，占总种数的 25.58%，共 21 属(*Genus*)，占总属数的 22.83%；禾本科(*Gramineae*)共有 17 种(*Species*)，占总种数的 13.18%，共 15 属(*Genus*)，占总属数的 16.30%；蓼科(*Polygonaceae*) 有 9 种(*Species*)，占总种数的 6.98%，共 2 属(*Genus*)，占总属数的 2.17%；豆科(*Leguminosae sp*)有 8 种(*Species*)，占总种数的 6.20%，共 7 属(*Genus*)，占总属数的 7.61%；其他共 62 种(*Species*), 47 属(*Genus*)。

表 2　不同类型的非耕作生境内主要优势植物种

Table 2　Main dominant plant species in different habitats

生境类型 Habitat type	主要优势种编号 Main dominant species number	种名 *Species*	科名 *Familia*	属名 *Genus*	重要值 Important value
林地 Woodland	1	多花黑麦草 *Lolium multiflorum*	禾本科 *Gramineae*	黑麦草属 *Lolium*	0.16
	2	矮蒿 *Artemisia lancea*	菊科 *Asteraceae*	蒿属 *Artemisia*	0.07
	3	尖嘴薹草 *Carex leiorhyncha*	莎草科 *Cyperaceae*	薹草属 *Carex*	0.06
	4	猪毛蒿 *Artemisia scoparia*	菊科 *Asteraceae*	蒿属 *Artemisia*	0.06
	5	金色狗尾草 *Setaria pumila*	禾本科 *Gramineae*	狗尾草属 *Setaria*	0.05
	合计 Total	5	3	4	0.40
田间路 Field road	1	多花黑麦草 *Lolium multiflorum*	禾本科 *Gramineae*	黑麦草属 *Lolium*	0.13
	2	独穗飘拂草 *Fimbristylis ovata*	莎草科 *Cyperaceae*	飘拂草属 *Fimbristylis*	0.07
	3	假泽早熟禾 *Poa pseudo-palustris*	禾本科 *Gramineae*	早熟禾属 *Poa*	0.07
	4	五刺金鱼藻 *Ceratophyllum platyacanthum subsp. oryzetorum*	金鱼藻科 *Ceratophyllacea*	金鱼藻属 *Ceratophyllum*	0.05
	5	猪毛蒿 *Artemisia scoparia*	菊科 *Asteraceae*	蒿属 *Artemisia*	0.04
	合计 Total	5	4	5	0.36
草地 Grassland	1	多花黑麦草 *Lolium multiflorum .*	禾本科 *Gramineae*	黑麦草属 *Lolium*	0.10
	2	斑地锦 *Euphorbia maculata*	大戟科 *Euphorbiaceae*	大戟属 *Euphorbia*	0.06
	3	狗尾草 *Setaria viridis*	禾本科 *Gramineae*	狗尾草属 *Setaria*	0.05
	4	矮蒿 *Artemisia lancea*	菊科 *Asteraceae*	蒿属 *Artemisia*	0.05
	5	五刺金鱼藻或直酢浆草 *Ceratophyllum platyacanthum subsp. oryzetorum* or *Oxalis corniculata var. stricta*	金鱼藻科或酢浆草科 *Ceratophyllacea* or *Oxalidaceae*	金鱼藻属或酢浆草属 *Ceratophyllum* or *Oxalis*	0.05
	合计 Total	5	4	5	0.31
果园 Orchard	1	假泽早熟禾 *Poa pseudo-palustris*	禾本科 *Gramineae*	早熟禾属 *Poa*	0.28
	2	无芒稗 *Echinochloa crusgalli var. mitis*	禾本科 *Gramineae*	稗属 *Echinochloa*	0.11
	3	多花黑麦草 *Lolium multiflorum*	禾本科 *Gramineae*	黑麦草属 *Lolium*	0.07
	4	藜 *Chenopodium album*	藜科 *Chenopodiaceae*	藜属 *Chenopodium*	0.06
	5	猪毛蒿 *Artemisia scoparia*	菊科 *Asteraceae*	蒿属 *Artemisia*	0.05
	合计 Total	5	3	5	0.57
沟渠 Ditch	1	菵草 *Beckmannia syzigachne*	禾本科 *Gramineae*	菵草属 *Beckmannia*	0.10
	2	多花黑麦草 *Lolium multiflorum*	禾本科 *Gramineae*	黑麦草属 *Lolium*	0.09
	3	长戟叶蓼 *Polygonum maackianum*	蓼科 *Polygonaceae*	蓼属 *Polygonum*	0.07
	4	矮蒿 *Artemisia lancea*	菊科 *Asteraceae*	蒿属 *Artemisia*	0.07
	5	绢毛悬钩子 *Rubus lineatus*	蔷薇科 *Rosaceae*	悬钩子属 *Rubus*	0.07

合计 Total	5	4	5	0.40

优势种对群落结构特征具有重要影响，物种的重要值展现了一个物种在整个区域内的优势度，通过对物种-累积重要值变化曲线的构建可以反映生境中优势种优势度的强度[31]。不同生境中植物群落主要优势种重要值分析显示，各生境中物种的重要值最高的均为禾本科(*Gramineae*) 植物，林地、田间路和草地生境中多花黑麦草(*Lolium multiflorum*) 的重要值最高，果园生境中假泽早熟禾(*Poa pseudo-palustris*) 的重要值最高，沟渠生境中茵草(*Beckmannia syzigachne*) 的重要值最高，且长戟叶蓼(*Polygonum maackianum*) 、矮蒿(*Artemisia lancea*) 和绢毛悬钩子(*Rubus lineatus*) 具有相似的重要值，它们分别在不同植物群落调查区域内的沟渠生境中形成优势群落。表明不同生境中植物群落主要优势种组成相似性较高，但优势种优势度的强度在不同生境中具有一定的差异(表 2)，尤其是果园和沟渠生境植物群落优势种优势度最为明显(图 3) 。推测不同生境之间物种组成具有一定相似性，但却具有不同的生态和服务功能[31]。

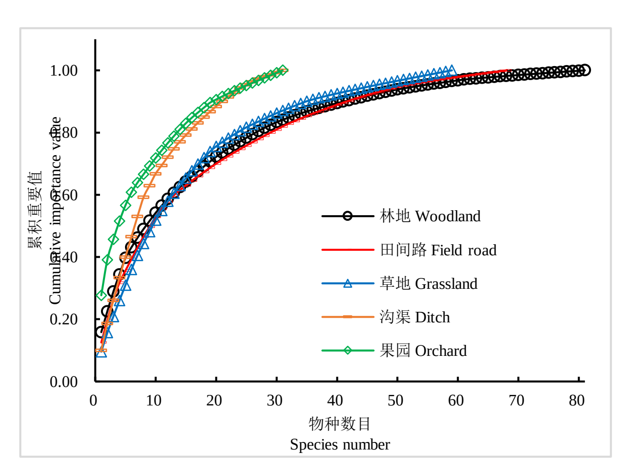


图 3 不同生境中植物群落物种-累积重要值变化情况

Fig. 3 Variation of plant communities species cumulative importance value in different habitats

结合物种数目-累积重要值变化曲线发现：研究区内农业景观中植物群落优势种优势度在果园生境中最明显，沟渠生境次之，草地生境第 3，田间路生境第 4，林地生境最低，且果园和沟渠生境中显著高于草地、田间路和林地生境(图 3)。研究区内农业景观中果园、沟渠、草地和田间路生境中优势种优势度均较为明显，且物种总数明显低于林地生境，推测在农业景观中，随着人类活动干扰的增强，植物群落中物种数会减少，但优势种的地位会更加突出，优势种对整个植物群落的控制作用愈加显著。[31, 38]

3.3 植物群落调查区域内物种多样性变化特征

3.3.1 不同非耕作生境比例的植物群落调查区域内物种多样性特征

研究区内农业景观中不同非耕作生境比例的植物群落调查区域内植物多样性特征的分析结果(图 4)表明：不同非耕作生境比例的植物群落调查区域内植物多样性特征指数存在显著性差异。其中，随着非耕作生境比例的增加，植物物种 Shannon 多样性指数和均匀度指数均先增加后减小，在非耕作生境比例 20%~30%时达到最大值；物种丰富度指数也呈先增大后减小的趋势，但在非耕作生境比例 40%~50%时突增，且明显高于其他比例，猜测原因是本研究非耕作生境比例 40%~50%的植物群落调查区域位于林场周围，林地景观面积占比接近农田景观面积占比，从而使得该比例下的植物群落调查区域内林地景观的优势度凸显，进而使该比例区间内农业景观中植物物种丰富度指数突增。

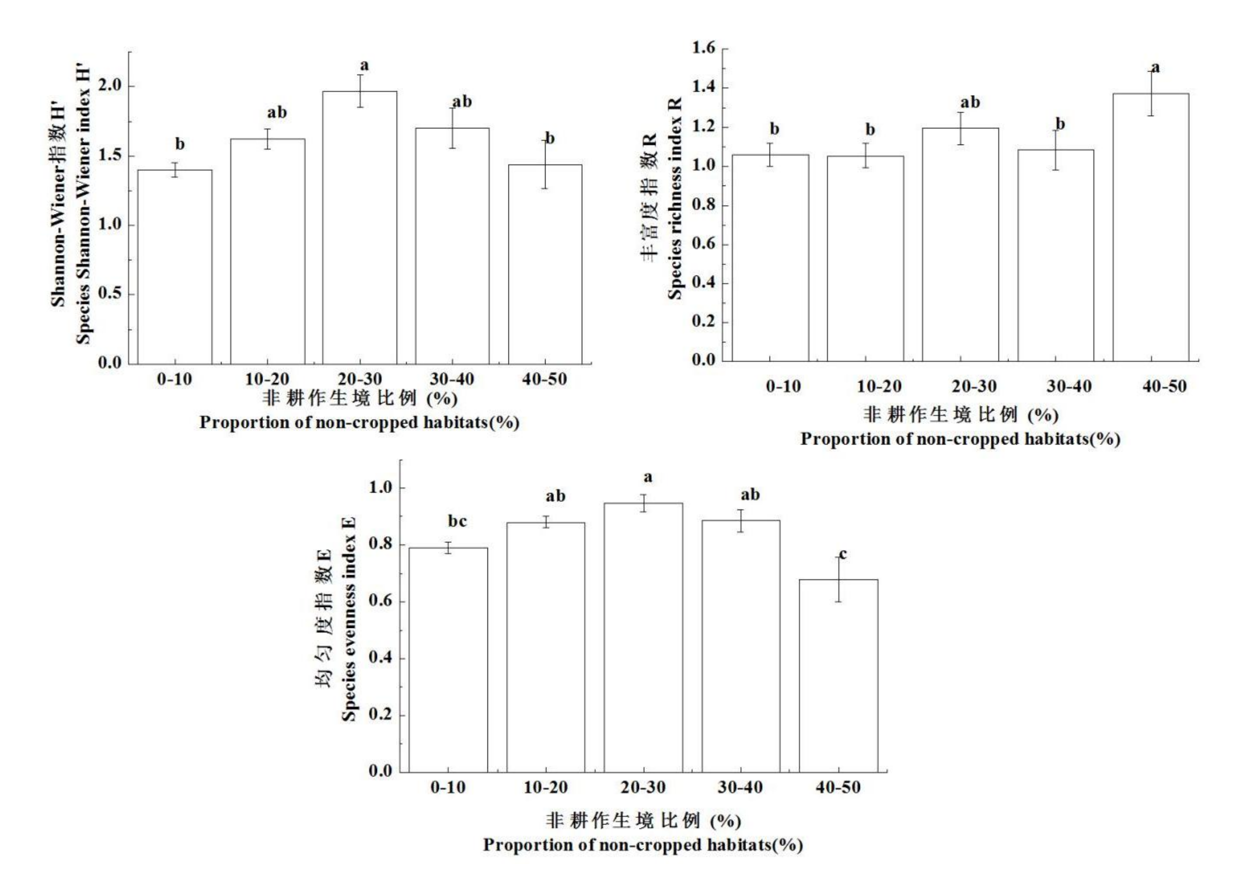


图 4　不同非耕作生境比例的植物群落调查区域内物种多样性特征

Fig. 4　Characteristics of species diversity in investigation areas of plant communities with different proportion of non-cropped habitats

通过各植物多样性特征指数标准差反映出: 非耕作生境比例 30%~40%和 40%~50%的不同植物群落调查区域之间的物种 Shannon 多样性指数、物种丰富度指数和物种均匀度指数均存在较大的变异性(图 4)，推测植物多样性特征与植物群落调查区域内生境类型、生境内生态因子异质性和生境外部人类干扰的强度和频度密切相关。综合分析, 非耕作生境比例 20%~30%时, 植物物种 Shannon 多样性指数、均匀度指数和丰富度指数相对较高且较稳定。因此, 针对植物群落多样性研究, 20%~30%为农业景观中最优的非耕作生境比例。

3.3.2　不同类型的非耕作生境中植物多样性特征

研究区内农业景观中不同类型的非耕作生境内植物物种多样性特征的分析结果(图 5) 表明: 果园生境植物物种 Shannon 多样性指数最高, 草地生境次之, 沟渠生境第 3, 林地生境第 4, 田间路生境最低, 且果园、草地和沟渠生境之间差异性不显著; 草地生境植物物种丰富指数显著高于其他 4 种生境, 依次为草地＞林地＞沟渠＞果园＞田间路; 植物物种均匀度指数在果园、沟渠、草地、林地和田间路生境中顺次降低, 其中果园和沟渠生境物种均匀度显著高于草地、林地和田间路生境。通过各指数标准差反映出不同植物群落调查区域间的草地和果园生境中物种 Shannon 多样性指数、丰富度指数和均匀度指数均存在较大的变异性(图 5)，受生境外部人类干扰频率、强度的影响较大。

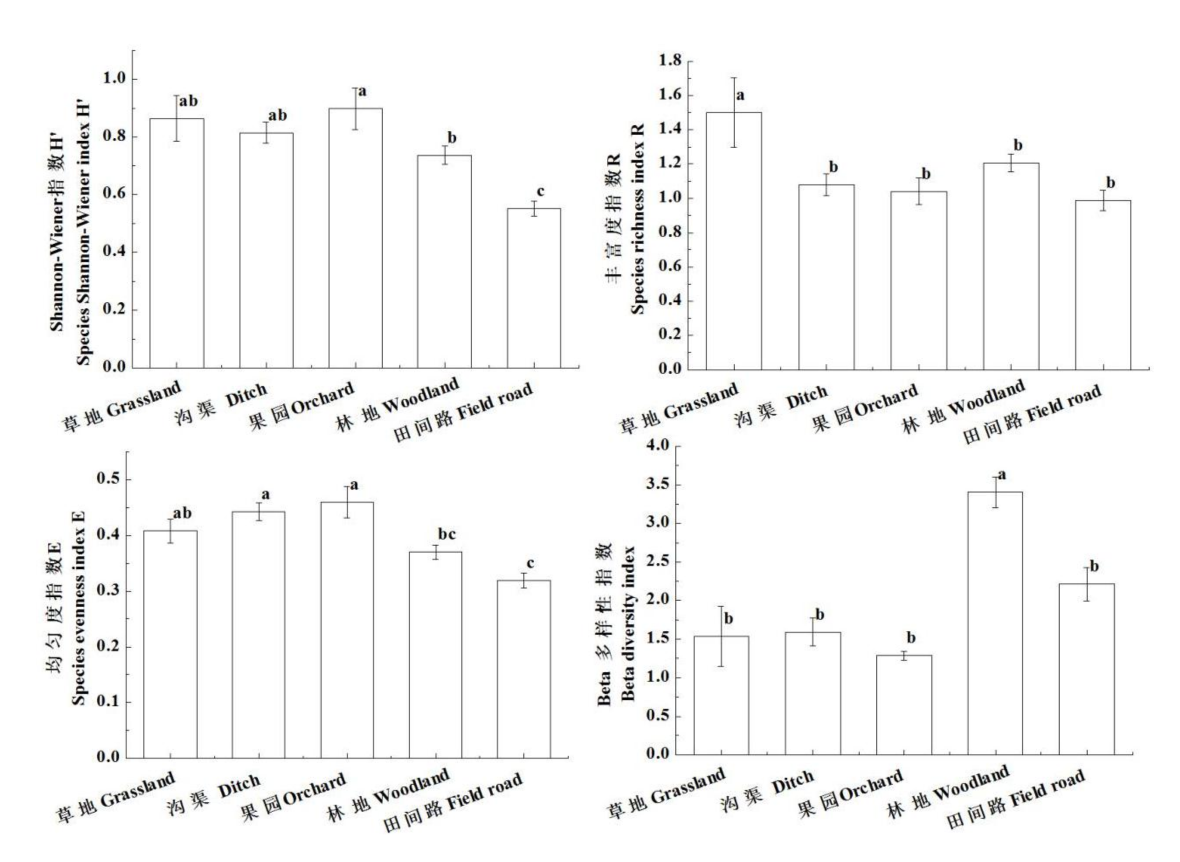


图 5　植物群落调查区域内不同类型的非耕作生境中物种多样性特征

Fig. 5　Characteristics of species diversity of different non-cropped habitats in investigation areas of plant communities

β 多样性指数反映了不同生境内部群落组成在整个研究区各植物群落调查区域间的变化幅度和分化程度(图5)，结果表明：林地生境中群落物种组成在各植物群落调查区域间的差异性显著高于其他4种生境，田间路生境各植物群落调查区域间物种的分化程度次之，沟渠、草地和果园生境中各植物群落调查区域间的变化幅度和分化程度顺次降低，但差异并不显著。这种变化趋势表明研究区农业景观内非耕作生境中的植物群落结构受人类活动的强度和干扰频率(田间路生境明显高于沟渠、草地和果园生境）影响十分强烈，同时受到生境内生态因子异质性(果园和沟渠生境内生态因子异质性较低）影响较大，其中林地生境内草本层受乔灌层种间差异影响较大。通过 β 多样性指数标准差反映出不同植物群落调查区域间的草地和田间路生境中 β 多样性指数存在较大的变异性，林地、沟渠和果园生境中 β 多样性指数变异性较小(图 5）。

3.4　不同类型的非耕作生境中物种多样性与景观异质性之间的关系

研究区内农业景观中不同类型的非耕作生境中景观异质性与植物物种多样性关系的分析结果(表 3）表明：在草地生境中，植物物种 Shannon 多样性、丰富度指数与景观异质性显著相关，植物物种均匀度与景观异质性之间相关性不显著。在果园、沟渠、林地和田间路生境中，景观异质性与植物物种多样性相关性均不显著。草地生境植物物种多样性指数与景观蔓延度指数呈反比，与景观香浓多样性指数和香浓均匀度指数均呈正比，且植物物种 Shannon 多样性指数、丰富度指数和均匀度指数与三种景观异质性指数之间相关程度一致，相关系数绝对值分别为：0.949、0.973 和 0.771；其他四种生境中植物多样性指数与景观异质性指数之间相关程度均不相同(表 3）。

表 3　不同类型的非耕作生境中景观异质性与物种多样性相关性

Table 3　Correlation between landscape heterogeneity and species diversity in different non-cropped habitats

生境类型 Habitat type		*H'*	*R*	*E*

	景观异质性指数 Landscape heterogeneity index 相关系数与显著性 Pearson correlation coefficient and significance 植物多样性特征指数 Plant diversity characteristics index	r	p	r	p	r	p
草地 Grassland	*CONTAG*	-0.949*	0.014	-0.973**	0.005	-0.771	0.127
沟渠 Ditch		-0.106	0.894	0.234	0.766	0.256	0.744
果园 Orchard		-0.928	0.243	0.570	0.614	0.920	0.257
林地 Woodland		-0.367	0.147	0.377	0.136	0.324	0.205
田间路 Field road		0.052	0.878	-0.055	0.872	-0.061	0.859
草地 Grassland	*SHDI*	0.949*	0.014	0.973**	0.005	0.771	0.127
沟渠 Ditch		0.891	0.109	-0.450	0.550	-0.736	0.264
果园 Orchard		-0.403	0.736	-0.167	0.893	0.383	0.75
林地 Woodland		-0.079	0.763	0.132	0.614	0.072	0.785
田间路 Field road		-0.050	0.884	0.231	0.494	0.085	0.805
草地 Grassland	*SHEI*	0.949*	0.014	0.973**	0.005	0.771	0.127
沟渠 Ditch		-0.464	0.536	0.438	0.562	0.561	0.439
果园 Orchard		-0.996	0.059	0.781	0.429	0.993	0.073
林地 Woodland		-0.223	0.39	0.201	0.438	0.18	0.488
田间路 Field road		0.21	0.535	-0.338	0.31	-0.23	0.497

H': 物种 Shannon-Wiener 指数; *R*: 物种 Margalet 丰富度指数; *E*: 物种 Pielow 均匀度指数; r: Pearson 相关性系数; p: 显著性; **: 在 0.01 水平(双侧) 上显著相关; *: 在 0.05 水平(双侧) 上显著相关。*H'*: Species Shannon-Wiener index; *R*: Species richness index; *E*: Species evenness index; r: Pearson correlation coefficient; p: Significance; **: Significant correlations at 0.01 level (bilateral) ; *:Significant correlations at 0.05 level (bilateral) .

草地生境中景观异质性与植物物种多样性相关程度为: 物种丰富度指数＞物种 Shannon 多样性指数＞物种均匀度指数; 沟渠生境中植物物种多样性与景观蔓延度、景观香浓均匀度指数之间相关程度差异较小, 与景观香浓多样性指数差异较大, 其中物种 Shannon 多样性指数＞物种均匀度指数＞物种丰富度指数; 果园生境中景观异质性指数与植物物种 Shannon 多样性指数相关性最强; 林地生境中景观异质性与植物物种多样性相关程度差别较小, 其中与景观蔓延度指数、香浓多样性指数相关性最强的均为物种丰富度指数, 与景观香浓均匀度指数相关性最强的为物种 Shannon 多样性指数; 田间路生境中物种丰富度指数与景观香浓均匀度指数、香浓多样性指数相关性最强, 其次为物种均匀度指数与景观蔓延度指数相关性最强。

景观蔓延度指数与 3 种植物物种多样性特征指数之间的相关性为: 草地和果园＞林地＞沟渠＞田间路; 景观香浓多样性指数与三种植物物种多样性指数之间相关程度为: 草地＞沟渠＞果园、田间路和林地; 景观香浓均匀度指数与三种植物物种多样性指数之间相关程度为: 果园、草地＞沟渠＞田间路、林地。综合分析不同生境(表 3) , 景观异质性与植物物种多样性相关性在草地、果园、沟渠、田间路和林地生境中顺次降低, 研究表明不同生境中干扰类型、方式和强度不同, 会导致景观异质性与物种多样性的相关性和相关程度不同。

4 讨论与结论

研究区内农业景观中非耕作生境比例与景观蔓延度成反比, 与景观香浓多样性和香浓均匀度均成正比, 非耕作生境比例逐渐增加, 景观斑块形状复杂程度增加, 各景观类型所占面积的比例差异减小, 同时出现少数几种景观占优势现象的可能性降低。随着非耕作生境比例增加, 植物物种 Shannon 多样性指数和均匀度指数均先增加后减小, 在非耕作生境比例为 20%~30%时达到最大值。非耕作生境比例在 0-40%区间内逐

渐增加时，植物物种丰富度指数先增加后减小，在非耕作生境比例为 20%~30%时达到最大值；非耕作生境比例高于 40%时，随着非耕作生境比例的增加，植物物种丰富度指数又逐渐增加，且非耕作生境比例为 40%~50%时的植物物种丰富度指数高于非耕作生境比例为 20%~30%时的植物物种丰富度指数。与此同时，非耕作生境比例高 40%时，景观斑块复杂程度和景观类型占优势程度均出现较大差异，从而引起植物物种丰富度发生显著变化。结果表明：最佳非耕作生境比例为 20%~30%。

林地生境中草本植物群落物种丰富度最高，但受乔灌层影响其植物群落优势种类型以禾本科(*Gramineae*)、菊科(*Asteraceae*)和莎草科(*Cyperaceae*)为主；果园、草地和田间路生境受人类干扰强烈，其植物群落优势种主要以假泽早熟禾(*Poa pseudo-palustris*)和多花黑麦草(*Lolium multiflorum*)等耐踩踏和耐药性较强的禾本科(*Gramineae*)植物为主；沟渠生境中的长戟叶蓼(*Polygonum maackianum*)是一种湿生植物，是 5 种生境内的特有种，也是沟渠生境中的植物群落优势种之一，与其他植物群落优势种之间的优势度差异较小，因此沟渠对湿生植物物种多样性的保护具有积极作用。研究区内农业景观中植物群落优势种重要值分析表明，分布于不同生境之间植物群落的主要优势种组成具有一定相似性，但优势种优势度的强度及其承载的生态和服务功能却不相同。物种数目-累积重要值分析表明，研究区内农业景观中植物群落优势种优势度为：果园＞沟渠＞草地＞田间路＞林地，且果园、沟渠和草地生境中的优势种优势度明显高于田间路和林地生境中的优势种优势度。在农业景观中，果园、草地和田间路生境受到人类活动干扰强烈，植物群落中抗药性强和耐践踏的优势种则会通过自然选择，呈现集群或连片状分布，对整个植物群落的控制作用愈加显著。

果园、草地和沟渠生境中植物物种 Shannon 多样性指数和均匀度指数显著高于林地和田间路生境，但不同植物群落调查区域内果园和草地生境中存在较大的变异性；物种丰富度指数依次为草地＞林地＞沟渠＞果园＞田间路，且各植物群落调查区域内草地、果园和田间路生境存在较大变异性。因此，草地、果园和田间路生境中的植物群落结构受人类干扰频率、干扰强度和生境内生态因子异质性较大，较为脆弱，不利于物种多样性保护，沟渠和林地生境中植物物种 Shannon 多样性指数、丰富度指数和均匀度指数均较高，且较为稳定，对植物物种多样性保护具有积极作用。

景观异质性与植物物种多样性相关性强弱关系为：草地＞果园＞沟渠＞田间路＞林地，其中草地生境中植物物种 Shannon 多样性、丰富度指数与景观异质性显著相关，其余相关性均不显著。综合不同生境中植物群落优势种分布情况，物种 Shannon 多样性指数、丰富度指数和均匀度指数分布规律分析，不同干扰类型、方式和强度使得景观异质性与不同植物物种多样性指数相关性有所不同。草地生境主要以草本植物群落为主，每种植物的重要值均小于 1，且植物群落结构相对单一，物种个体数稳定性差，物种总数和覆盖度也易受影响，因此植物物种多样性与景观异质性之间相关程度为：物种丰富度指数＞物种 Shannon 多样性指数＞物种均匀度指数；由于人类对果业产品质量和数量的需求，果园生境通常会遭到人为干扰和选择，使得个别耐药、抗虫、喜阴的草本植物物种优势度凸显，从而降低植物物种数，使得植物物种 Shannon 多样性指数变化明显，且与景观异质性之间相关性较强；沟渠生境分为两种类型，其中一种为自然沟渠，另一种为人工硬化沟渠，而沟渠的硬化会导致部分植物物种直接消失，现有物种覆盖度降低，均匀度降低，因此沟渠生境中植物物种多样性与景观蔓延度、景观香浓均匀度指数之间相关程度差异较小，与景观香浓多样性指数差异较大，其中物种 Shannon 多样性指数＞物种均匀度指数＞物种丰富度指数；随着耕作季节的不同，田间路生境在不同时期内会受到不同程度的踩踏以及一定除草剂的影响，植物物种个体数变化明显，植物群落优势种的生态优势凸显，因此植物物种丰富度指数和均匀度指数与景观异质性相关性较强；林地生境中分布有乔木、灌木和草本 3 种植物类型，受植物群落种间竞争和林窗大小的影响，草本植物物种数和物种个体数有较大差别，从而使得林地生境中物种丰富度和物种 Shannon 多样性指数与景观异质性相关性较强。

草地生境景观结构单一，果园和田间路生境受到人类干扰最为严重，景观均质性较强，植物物种多样性较低，植物群落优势种生态优势凸显，不利于物种多样性保护；沟渠生境较为特殊，虽然受到人为硬化的干扰，但其植物多样性适中，且较为稳定，变化幅度和分化程度较低，更是特有种长戟叶蓼(*Polygonum maackianum*)等湿生植物的繁殖、栖息地，有利于湿生植物的保护；林地生境是动植物的主要栖息地和避

难所，其植物多样性最高，且最为稳定，对农田物种多样性保护和提高具有重要意义。刘栋[41]等人对不同尺度下物种多样性与景观异质性之间的关系进行研究时得出：物种丰富度指数和物种多样性指数都在 1000 m 的尺度下与景观异质性相关性最强。因此，在平原区景观异质性与农田植物多样性具有密切联系。

昌图县是我国著名农业大县、重点商品粮生产基地，也是典型的北方波状平原旱作农业地区，其农业景观是由集约化农用地和非耕作生境组成的景观镶嵌体[1]，生存于其中的相当多非耕作生物均离不开农业景观所提供的食物和栖息地[11-12]。农业景观中的自然、半自然生境(如田间路、林地、果园、草地、沟渠等)为非耕作生境中生物提供了丰富的源，常作为生物的栖息地、繁殖地、食物源、避难所而存在，对于维持生物多样性有极为重要的影响[43]。深入研究农业景观异质性对生物多样性的影响，通过权衡生物多样性的生态系统服务与农业生产，构建可持续的农业景观是当前农业景观管理中亟待解决的科学问题[44]。已有的研究表明，随着全球变化和人类活动干扰的增强，农业景观中生物多样性在急剧减少[45]，道路等线状廊道的出现使得连通性有所下降，导致栖息于生境内的物种减少[46]，同时本研究也显示田间路生境中植物物种 Shannon 多样性指数、丰富度指数和均匀度指数均低于其他生境。在农业生产、生物多样性保护和生态系统服务可持续之间的权衡与取舍中，合理地进行景观结构的优化，通过对农业景观中非耕作生境的布局和管理，使其生态服务效应最大化是目前农业生产与景观管理所面临的重大问题。本研究只针对草本植物的多样性特征指数进行了分析，没有对乔灌层的植物多样性进行分析，忽略了乔灌层的组成和结构对整个生态系统的功能和下层草本植物多样性特征指数的重要影响[47]。研究区内农业景观中，不同非耕作生境类型和比例下，植物物种优势度和多样性特征指数都存在一定的差异，在未来的农业结构构建和农业景观中物种多样性的保护中应该充分考虑生境类型的影响，同时注意对当前农业景观中非耕作生境比例的合理配置和对物种多样性保护有积极作用的非耕作生境的保护、构建。在今后农业景观中生物多样性保护和农业生态系统的健康可持续发展的进一步研究中，应该综合地貌、非耕作生境比例和类型、外部干扰强度和频率等多种影响因素对生物多样性、生态服务及农业产量的影响。

参考文献 References

[1] Bennett A F, Radford J Q, Haslem A. Properties of land mosaics: Implications for nature conservation in agricultural environments[J]. Biological Conservation, 2006, 133(2): 250-264

[2] 傅伯杰. 景观多样性分析及其制图研究[J]. 生态学报. 1995, 15(4): 345-350
Fu B J. Landscape diversity analysis and mapping[J]. Acta Ecologica Sinica. 1995, 15(4): 345-350

[3] 秦向红. 景观异质性与生物多样性关系探讨[J] .哈尔滨师范大学自然科学学报. 1997, 13(04) : 98-102
Qin X H. An approach to relation between biological diversity and landscape heterogeneity[J] . Natural sciences journal of Harbin normal university, 1997, 13(04) : 98-102

[4] Robinson R A, Sutherland W J. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. Journal of Applied Ecology, 2002, 39(1) : 157-176

[5] Foley J A, DeFries R, Asner G P, et al. Global consequences of land use.Science, 2005, 309(5734) : 570-574

[6] Meehan T D, Werling B P, Landis D A, et al. Agricultural landscape simplification and insecticide use in the Midwestern United States. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2011, 108(28) : 11500-11505

[7] Forrnan R T T, GodronM. 景观生态学[M] . 肖笃宁，译，北京：科学出版. 1990
Forrnan R T T, GodronM. Landscape Ecology[M] . Xiao D N, Translation, Beijing: Science Press, 1990

[8] Forrnan R T T. Land Mosaics: the Ecology of Landscape and Regions [M] . London: Cambridge University Press, 1995

[9] Altieri M A. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. Agriculture, Ecosystems and Environment, 1999, 74(1/3) : 19-31

[10] Marshall E J P, Brown V K, Boatman N D, et al. The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. Weed Research, 2003, 43(2) : 77-89

[11] Midgley G F. Biodiversity and ecosystem function[J]. Science, 2012, 335(6065): 174-175

[12] Tscharntke T, Klein A M, Kruess A, et al. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity-ecosystem service management. Ecology Letters, 2005, 8(8) : 857-874

[13] Ernoult A, Alard D. Species richness of hedgerow habitats in changing agricultural landscapes: are α and β diversity shaped by the same factors? Landscape Ecology, 2011, 26(5) : 683-696

[14] Groot J C J, Jellema A, Rossing W A H. Designing a hedgerow network in a multifunctional agricultural landscape: balancing

trade-offs among ecological quality, landscape character and implementation costs. European Journal of Agronomy, 2010, 32(1) : 112-119

[15] Marshall E J P, Moonen A C. Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2002, 89(1 /2) : 5-21

[16] Jackson L, van Noordwijk M, Bengtsson J, et al. Biodiversity and agricultural sustainagility: from assessment to adaptive management. Current Opinion in Environmental Sustainability, 2010, 2(1 /2) : 80-87

[17] Whittingham M J. The future of agri-environment schemes: biodiversity gains and ecosystem service delivery? Journal of Applied Ecology, 2011, 48(3) : 509-513

[18] Godfray H C J, Beddington J R, Crute I R, et al. Food security: the challenge of feeding 9 billion people. Science, 2010, 327(5967) : 812-818

[19] Phalan B, Onial M, Balmford A, et al. Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared.Science, 2011, 333(6407) : 1289-1291

[20] Tscharntke T, Clough Y, Wanger T C, et al. Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification.Biological Conservation, 2012, 151(1) : 53-59

[21] Gomiero T, Pimentel D, Paoletti M G. Is there a need for a more sustainable agriculture? Critical Reviews in Plant Sciences, 2011, 30(1/2) : 6-23

[22] Clough Y, Barkmann J, Juhrbandt J, et al. Combining high biodiversity with high yields in tropical agroforests. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2011, 108 (20) : 8311-8316

[23]Seufert V, Ramankutty N, Foley J A.Comparing the yields of organic and conventional agriculture. Nature, 2012, 485(7397) : 229-232

[24] 刘云慧，宇振荣，王长柳，等. 坝上地区农田和恢复生境地表甲虫多样性[J]. 生态学报, 2011, 31(2) : 465-473
Liu Y H, Yu Z R, Wang C L, et al.The diversity of rround-dwelling beetles at cultivated land and restored habitats on the Bashang plateau[J].Acta Ecologica Sinica.2011, 31(2) : 465-473

[25] 宇振荣，谷卫彬，胡敦孝.江汉平原农业景观格局及生物多样性研究——以两个村为例[J]. 资源科学, 2000, 22(2) : 19-23
Yu Z R, Gu W B, Hu D X. On landscape pattern and biodiversity in rural areas of Jianghan plain-Taking two vilages as a case study[J].Resources science.2000, 22(2) : 19-23

[26] 常虹，张旭珠，段美春，等. 北京密云农业景观步甲群落空间分布格局[J]. 应用生态学报, 2012, 23(6) : 1545-1550
Chang H, Zhang X Z, Duan M C, et al.Spatial distribution pattern of carabid assemblage in agricultural landscape of Miyun County, Beijing[J].Chinese Journal Applied Ecology, Jun.2012, 23(6) : 1545-1550

[27] Rundl f M, Edlund M, Smith H G. Organic farming at local and landscape scales benefits plant diversity[J]. Ecography, 2010, 33(3) : 514-522

[28] 杨斌，陈源泉，隋鹏，等.东北平原玉米主产区不同施肥方式对农田生态系统健康的影响[J]. 作物杂志. 2010(04)
Yang B, Chen Y Q, Sui P, et al.Comprehensive assessment on ecological health in intensive-cropland under different Fertilization measures[J].Crops.2010(04)

[29] 谷艳芳，胡楠，丁圣彦，等. 开封地区不同土地利用方式农田杂草群落结构及动态[J]. 生态学报, 2007, 27(4) : 1359-1367
Gu Y F, Hu N, Ding S Y, et al.Community structure and dynam ics of agricultural weeds under different land utilization regimes in Kaifeng area[J].Acta Ecologica Sinica..2007, 27(4) : 1359-1367

[30] 汪洋，王刚，杜英琪，等. 农林复合生态系统防护林斑块边缘效应对节肢动物的影响[J]. 生态学报, 2011, 31(20) : 6186-6193
Wang Y, Wang G, Du Y Q, et al.Influence of edge effects on arthropods communities in agroforestry ecological systems[J]. Acta Ecologica Sinica..2011, 31(20) : 6186-6193

[31] 卢训令，汤茜，梁国付，等. 黄河下游平原不同非农生境中植物多样性[J]. 生态学报, 2015, 35(5) : 1527-1536
Lu X L, Tang Q, Liang G F, et al.Plant species diversity of non-agricultural habitats in the lower reaches of the Yellow River plain[J].Acta Ecologica Sinica..2015, 35(5) : 1527-1536

[32] 陈永富，刘华，陈巧.植物鉴别方法研究现状与展望[J].世界林业研究, 2014, 27(4)
Chen Y F, Liu H, Chen Q.Status and Prospect for the Study of Plants Identification Methods[J].World Forestry Research. 2014, 27(4)

[33] 中国科学院中国植物志编辑委员会.中国植物志[M].北京：科学出版社, 2004
Chinese Academy of Sciences Chinese Flora Editorial Board.Chinese Flora[M].Beijing: Science Press, 2004

[34] 李书心.辽宁植物志[M].辽宁：辽宁科学技术出版社, 1988, 11
Li S X.Liaoning Flora[M].Liaoning: Liaoning Science and Technology Press, 1988, 11

[35] 傅沛云.东北草本植物志[M].北京：科学出版社, 1998, 11
Fu P Y.Northeast herbaceous plant[M].Beijing: Science Press, 1998, 11
[36] 马炜梁.植物学[M].北京：高等教育出版社, 2009
Ma W L.Botany[M].Beijing: Higher Education Press, 2009
[37] 中国科学院植物研究所.中国高等植物图鉴[M].北京：科学出版社, 1972
Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences.China Higher Plant Illustration[M].Beijing: Science Press, 1972
[38] 马克平，刘玉明. 生物群落多样性的测度方法 I α 多样性的测度方法(下) [J]. 生物多样性, 1994, 2(4) : 231-239
Ma K P, Liu Y M.Measuren of biotic community diversity I-Method of α diversity meacure[J].Chinese Biodiversity.1994, 2(4) : 231-239
[39] 陈圣宾，欧阳志云，徐卫华，等.Beta 多样性研究进展[J]. 生物多样性, 2010, 18(4) : 323-335
Chen S B, Ou Y Z Y, Xu W H, et al.A review of beta diversity studies[J].Chinese Biodiversity.2010, 18(4) : 323-335
[40] 邬建国. 景观生态学[M].高等教育出版社.2007
Wu J G.Landscape Ecology[M].Higher Education Press .2007
[41] 刘栋，丁圣彦. 黄河下游平原农业景观非农植物群落特征及其与景观异质性关系研究[D].河南大学, 2013
Liu D, Ding S Y.Research on ono-crop community characteristics and the relationship of landscape heterogeneity of agricultural landscape in the lower region of the Yellow River plain[D].Henan University.2013
[42] 董翠芳，梁国付，丁圣彦. 景观异质性对植物多样性影响的多尺度分析-以巩义市为例[D].河南大学, 2014
Dong C F, Liang G F, Ding S Y.The multi-scale effects of landscape heterogeneity on plant species diversity: a case study of Gongyi City[D].Henan University.2014
[43] Fahrig L, Baudry J, Brotons L, et al. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes[J]. Ecology Letters, 2011, 14(2) : 101-112
[44] 宋博，丁圣彦，赵子晗，等.农业景观异质性对生物多样性及其生态服务的影响[J].中国生态农业学报.2016(04) : 443-50
Song B, Ding S Y, Zhang Z H, et al.Effects of agricultural landscape heterogeneity on biodiversity and ecosystem services[J].Chinese Journal of Eco-Agriculture, Apr. 2016, 24(4) : 443−450
[45] Butchart S H M, Walpole M, Collen B, et al. Global biodiversity: Indicators of recent declines[J]. Science, 2010, 328(5982): 1164-1168
[46]董翠芳，梁国付，丁圣彦，等.不同干扰背景下景观指数与物种多样性的多尺度效应—以巩义市为例[J].生态学报.2014, (12) : 3444-3451
Dong C F, Liang G F, Ding S Y, et al.Multi-scale effects for landscape metrics and species diversity under the different disturbance: a case study of Gongyi City[J].Acta Ecologica Sinica.2014, (12) : 3444-3451
[47] 卢训令，丁圣彦，游莉，等.伏牛山自然保护区森林冠层结构对林下植被特征的影响[J].生态学报, 2013, 33(15) : 4715-4723
Lu X L, Ding S Y, You L, et al.Effects of forest canopy structure on understory vegetation characteristics of Funiu MountainNature Reserve [J].Acta Ecologica Sinica.2013, 33(15) : 4715-4723